

LES ESPÈCES VÉGÉTALES INVASIVES EN FRANCE : BILAN DES CONNAISSANCES ET PROPOSITIONS D' ACTIONS

Serge MULLER*

SUMMARY

After specification of the concepts used (introduced, naturalized and invasive species), the paper presents a review of the studies related to invasive plant species in France. Apart from the research dealing with the marine seaweed *Caulerpa taxifolia* during the last 10 years, studies on invasive plants remain until now scarce and partial, but they nevertheless testify the importance of invasion problems for some plant species in mainland France and even more in the overseas French territories.

A bibliographical survey reveals that invasive species have a wide variability in taxonomy, biogeography and biological types, but they often show adaptive strategies of competitive and/or ruderal species. Their invasive ability is often linked to the absence or scarcity of predators or pathogens in the territories where they have been introduced.

These species, whose invasive dynamics is increased by human disturbances and alterations of ecosystems, cause a lot of problems for human activities and considerable economic damage. In general they have a negative impact on biodiversity and can threaten some rare and protected species.

Different types of control have been tried in France, especially manual, mechanical and chemical controls. However the only long-term solutions, in the case of large scale invasions, are biological and ecological controls, which have as yet been little used in France.

In conclusion it is proposed (1) to intensify studies and monitoring of the distribution, biology, ecology and population dynamics of invasive species, (2) to reinforce preventive (by better regulation and communication with the public) and early curative methods of control, (3) to develop methods of biological and ecological control, (4) to set up a national authority to supervise and co-ordinate action.

RÉSUMÉ

Après avoir précisé les définitions des concepts utilisés (espèce introduite, naturalisée, invasive), l'article établit un bilan des études relatives aux espèces végétales invasives en France. A l'exception des recherches menées depuis une dizaine d'années sur l'algue marine *Caulerpa taxifolia*, les travaux sont restés jusqu'à présent très partiels et ponctuels, mais ils révèlent tout de même l'acuité des problèmes d'invasions pour un certain nombre d'espèces végétales en France métropolitaine, et encore davantage dans les Départements et Territoires d'Outre-Mer.

Une revue bibliographique montre que les espèces invasives présentent une grande diversité taxinomique, biogéographique et de traits biologiques, mais correspondent souvent

* Laboratoire de Phytoécologie, EBSE, Université de Metz, Campus Bridoux, Avenue du Général Delestraint, F 57070, Metz.

à des espèces à stratégies de compétitives et/ou de rudérales. Leur faculté d'invasion est généralement liée à l'absence ou la rareté de consommateurs et de pathogènes dans les territoires d'introduction.

Ces espèces, dont la dynamique invasive est favorisée par les perturbations et dégradations anthropiques des écosystèmes, provoquent des nuisances multiples pour les activités humaines et déterminent souvent des préjudices économiques et financiers considérables. Elles ont en général un impact négatif sur la biodiversité et peuvent menacer certaines espèces rares et protégées.

Différents modes de contrôle des invasions ont été mis en œuvre en France, principalement de type manuel, mécanique ou chimique, alors que les seules solutions à long terme, lorsqu'une invasion est importante, sont les contrôles biologique et écologique, encore très peu utilisés dans notre pays.

En conclusion, il est proposé (1) d'intensifier les études et suivis sur la distribution des espèces invasives, leurs biologies, écologies et dynamiques de population, (2) de renforcer les méthodes préventives (meilleure réglementation et information du public) et curatives précoces des invasions, (3) de développer les méthodes de contrôle biologique et écologique, (4) de mettre en place une structure d'incitation et de coordination de ces actions au niveau national.

INTRODUCTION

Les invasions biologiques sont désormais considérées au niveau international comme la deuxième cause d'appauvrissement de la biodiversité, juste après la destruction des habitats (MacNeely & Strahm, 1997). La prise de conscience du danger des invasions biologiques est toutefois assez récente. Elle a conduit à lancer au début des années 1980 un programme de recherche international sous l'égide du S.C.O.P.E. (Scientific Committee On Problems of the Environment), relatif à l'écologie des invasions biologiques. De nombreux actes de colloques et ouvrages de synthèse ont été publiés à la suite de ces travaux, sur les invasions en Amérique du Nord (Mooney & Drake, 1986), en Afrique du Sud (MacDonald *et al.*, 1986), en Australie (Groves & Burdon, 1986), en Europe et dans le Bassin Méditerranéen (Di Castri *et al.*, 1990), etc. Ceux-ci permettent désormais de mieux appréhender l'acuité des problèmes et d'en évaluer tous les enjeux.

Notre article se propose de présenter un bilan des travaux menés sur les espèces végétales invasives en France.

DÉFINITIONS

La multiplication des échanges entre les pays et les continents a conduit à importer, volontairement ou fortuitement, de plus en plus d'espèces provenant de territoires plus ou moins éloignés. Parmi ces *espèces importées*, certaines apparaissent de manière au moins fugace à l'état sauvage et constituent alors des *espèces introduites* (= *anthropophyta sensu* Kornas, 1982, 1990). Celles qui s'étendent naturellement (sans l'intervention directe de l'homme) constituent des *espèces naturalisées* (= *metaphyta sensu* Kornas 1982, 1990). Pour l'Europe, Weber (1997) distingue les *espèces naturalisées européennes* (= espèces indigènes sur une partie de l'Europe, mais ayant étendu sous influence humaine leur aire sur ce continent à certains pays où elles sont naturalisées) et les *espèces naturalisées exotiques* (= espèces naturalisées originaires d'un autre continent).

Parmi les espèces naturalisées d'un territoire, sont considérées comme *invasives dans ce territoire celles qui, par leurs proliférations dans des milieux naturels ou semi-naturels, y produisent des changements significatifs de composition, de structure et/ou de fonctionnement des écosystèmes* (Cronk & Fuller, 1996). Williamson (1996) a défini la règle des 3×10 , correspondant à la réduction d'un facteur de 10 environ entre le nombre des espèces importées dans un territoire, celui des espèces introduites, des espèces naturalisées et des espèces invasives sur ce territoire. L'auteur donne différents exemples à l'appui de sa théorie (Tab. I).

TABLEAU I

La règle des 3×10 (the 3 tens rules), d'après Williamson (1996).

	G.B.	Iles Hawai
Espèces importées (apportées volontairement ou non par l'homme dans le pays)	12 000	
<div style="text-align: center;"> 10 \downarrow 1 </div>		
Espèces introduites (présentes de manière au moins fugace à l'état sauvage)	1 600	4 000
<div style="text-align: center;"> 10 \downarrow 1 </div>		
Espèces naturalisées (expansion naturelle dans la zone d'introduction)	200	871
<div style="text-align: center;"> 10 \downarrow 1 </div>		
Espèces invasives	39	91

ÉTAT DES CONNAISSANCES SUR LES ESPÈCES VÉGÉTALES INVASIVES EN FRANCE

Vitousek *et al.* (1996) ont évalué le nombre d'espèces naturalisées de différents pays. Ils ont dénombré, pour la France, un total de 440 espèces vasculaires naturalisées, correspondant à 9,4 % de la flore de notre pays, proportion sensiblement plus faible que celle de territoires insulaires, même la Grande-Bretagne (Tab. II). Weber (1997) arrive lui à un total de 479 espèces naturalisées en France, parmi lesquelles 301, soit 63 %, sont des espèces exotiques. Cet auteur a établi une relation significative entre cette proportion et la latitude des pays correspondants : plus la latitude est élevée et plus la proportion d'espèces exotiques est faible (Tab. III). Toutefois ces études récentes, réalisées par des auteurs californiens, l'ont été sur la base des données de la première édition de *Flora Europaea* (Tutin *et al.*, 1964-1980), ouvrage de référence certes, mais pas toujours fiable dans le détail et maintenant assez ancien. Aucun travail détaillé n'a été réalisé jusqu'à présent pour l'ensemble du territoire français. Un premier bilan

TABLEAU II

*Proportions d'espèces naturalisées dans la flore de différents pays,
d'après Vitousek et al. (1996).*

Pays	Nbre d'espèces vasculaires indigènes (native)	Nbre d'espèces vasculaires naturalisées (non- native)	% des espèces naturalisées par rapport au total
Tanzanie	1 900	19	1,0
Egypte	2 800	86	3,0
France	4 200	440	9,4
Allemagne	2 500	340	11,6
Grande-Bretagne	1 600	440	21,4
Nouvelle-Zélande	1 800	1 600	46,7
Iles Hawaiï	950	860	47,4
Iles Bermudes	165	303	64,7
Europe	11 650	580	5,0

TABLEAU III

*Importance des espèces exotiques parmi les espèces naturalisées,
d'après Weber (1997).*

Pays	Nbre total d'espèces naturalisées	Nbre d'espèces exotiques	% d'exotiques parmi les naturalisées	Nbre de naturalisées/log (surface)
Islande	44	3	6,8	8,8
Suède	217	53	24,4	38,4
Grande-Bretagne	442	160	36,2	82,0
Allemagne	339	148	43,7	61,1
France	479	301	62,8	83,5
Espagne	250	187	74,8	43,8
Grèce	85	74	87,1	16,6

d'une enquête nationale vient toutefois d'être publié par Aboucaya (1999), qui distingue 3 listes, une liste n° 1 de 61 espèces invasives avérées, une liste n° 2 de 65 espèces invasives potentielles et une liste n° 3 de 91 espèces en attente. Dans une étude régionale relative à la Picardie, Hendoux (1999) retient 11 « pestes végétales » (*Aster lanceolatus*, *Azolla filiculoides*, *Elodea canadensis*, *E. nuttallii*, *Fallopia japonica*, *Lemna minuta*, *Ludwigia grandiflora*, *Prunus serotina*, *Robinia pseudacacia*, *Solidago gigantea* et *Spartina towsendii*), essentiellement des espèces de milieux humides, auxquelles il ajoute une liste de 22 taxons à surveiller.

Cependant le travail analytique le plus complet relatif à une région française a été effectué en Corse (Natali & Jeanmonod, 1996 ; Jeanmonod, 1998). Cette

étude inventorie 171 espèces naturalisées sur l'île (soit seulement 6,2 % de la flore) parmi les 473 taxons végétaux qui y ont été introduits. Parmi ces espèces naturalisées, 40 restent cantonnées dans des milieux artificiels (bords de route), 93 pénètrent dans les milieux semi-artificiels (comme les bords de rivières, berges d'étangs, arrière-plages) et 38 ont réussi à s'installer dans la végétation naturelle. Parmi ces 171 espèces naturalisées, 106 sont encore rares (moins de 10 stations inventoriées), 49 sont localisées à assez communes, mais 16 sont devenues communes et peuvent être considérées comme des espèces invasives, les plus préoccupantes étant, de l'avis des auteurs, *Carpobrotus edulis*, *Cotula coronopifolia*, *Xanthium italicum* et *Cortaderia selloana*. Jeanmonod (1998) considère toutefois que les espèces invasives ont encore peu modifié les paysages en Corse, par comparaison à d'autres régions méditerranéennes comme la Côte d'Azur, mais que la situation risque d'évoluer fortement au cours de la prochaine décennie, si aucune mesure n'est prise rapidement.

La région méditerranéenne dans son ensemble avait déjà fait l'objet de plusieurs études et mises au point lors du colloque organisé sur « les invasions biologiques en Europe et dans le bassin méditerranéen » (Di Castri *et al.*, 1990). En particulier, Quézel *et al.* (1990) y ont comparé la dynamique des apophytes (espèces synanthropiques, c'est-à-dire favorisées par l'homme, mais indigènes dans la zone d'étude) et des anthropophytes (espèces introduites) et relativisé l'importance et la gravité des espèces invasives en zone méditerranéenne par rapport à d'autres territoires à climat voisin comme la Californie. Guillermin *et al.* (1990) se sont intéressés aux espèces invasives dans les terrains cultivés. Ils ont étudié en particulier le cas de *Senecio inaequidens*. Dans les premières décennies suivant son introduction vers 1930 par l'industrie lainière, c'était une espèce rudérale, puis elle a commencé, dans les années 1980, à envahir les milieux semi-naturels (prairies, pâturages et friches). Elle présente depuis quelques années une dynamique invasive très forte dans les Pyrénées Orientales (Cottrel *et al.*, 1998 ; Lopez & Maillet, 1998) et les Cévennes (Cadars, 1999 ; Maccagno, 1999) où elle envahit les landes et milieux forestiers ouverts. Dans le Nord, ce sont les dunes sableuses littorales de la région de Dunkerque qui sont maintenant colonisées par ce Sénéçon (Lemoine & Truant, 1999). Cette espèce présente également un caractère très invasif dans d'autres pays européens comme l'Allemagne (Werner *et al.*, 1991), la Belgique (Lebeau *et al.*, 1978 ; Godefroid, 1996) ou les Pays-Bas (Ernst, 1998).

Planty-Tabacchi (1993, 1997) a étudié l'invasion des corridors fluviaux du sud-ouest de la France par des espèces végétales exotiques. L'étude de 245 sites répartis le long de 8 rivières de ce territoire, depuis leur source jusqu'à leur embouchure, lui a permis d'identifier pas moins de 420 espèces végétales exotiques au sein du corridor riverain. L'auteur a étudié les attributs biogéographiques, historiques, biologiques et écologiques de ces espèces introduites, mais sans avoir formellement distingué les espèces adventices ou subsponsorisées des espèces qui y étaient naturalisées et plus particulièrement invasives. Sur les 420 espèces exotiques inventoriées, 60 espèces sont présentes dans plus de 10 % des sites étudiés, les plus fréquentes étant, par ordre décroissant, *Conyza canadensis*, *Robinia pseudacacia*, *Veronica persica*, *Amaranthus retroflexus*, *Sporobolus indicus*, *Impatiens glandulifera* et *Buddleja davidii*.

Une synthèse récente relative aux macrophytes aquatiques et riverains introduits dans les hydrosystèmes français métropolitains a été publiée par Dutartre *et al.* (1997). Elle insiste sur les difficultés d'établissement d'un bilan

précis des introductions et présente 33 espèces aquatiques ainsi qu'une sélection de 14 espèces riveraines introduites. Parmi celles-ci, quelques exemples d'espèces invasives aquatiques et riveraines sont analysés, comme *Elodea canadensis*, *Lagarosiphon major*, *Egeria densa*, *Ludwigia* sp., *Fallopia japonica* et *Heracleum mantegazzianum*.

Les jussies (*Ludwigia peploides* et *L. grandiflora*) sont probablement les espèces aquatiques qui présentent actuellement la dynamique invasive la plus forte. Cantonnées dans le sud de la France jusqu'en 1970 (Dutartre & Capdevielle, 1982 ; Grillas *et al.*, 1992), elles ont ensuite colonisé les marais de l'ouest et le val de Loire (Barbier & Contré, 1973 ; Corillion, 1991 ; Billy, 1991 ; Galtier, 1997) et ont désormais atteint le nord de notre pays et la Belgique (Duvigneaud *et al.*, 1996 ; Demarest, 1996 ; Toussaint, 1998 ; Hendoux, 1999), ainsi que la Lorraine (observation inédite en 1998 dans une gravière près de Nancy par M. Klein, Conservatoire Botanique de Nancy).

Parmi les espèces riveraines, *Fallopia sachalinensis* a été étudiée sur le plan écophysologique par Marigo & Pautou (1998) et les deux espèces *F. japonica* et *F. sachalinensis* au niveau écologique dans les milieux alluviaux du nord-est de la France par Schnitzler & Muller (1998) qui ont montré en particulier que l'expansion de ces deux espèces invasives était favorisée par les dégradations d'origine anthropique des milieux alluviaux.

Toutefois l'espèce aquatique invasive la plus étudiée depuis une dizaine d'années en France est l'algue marine *Caulerpa taxifolia*, qui présente une dynamique invasive jugée désormais irréversible en mer Méditerranée (Boudouresque & Meinesz, 1998). Un colloque international a récemment fait le point des connaissances relatives à cette invasion (Académie des Sciences, 1997).

L'ensemble de ces travaux traduit le caractère encore bien partiel de nos connaissances sur les espèces végétales invasives en France, mais révèle également l'importance des problèmes consécutifs à ces introductions. Mais les enjeux sont encore bien plus importants dans nos Départements et Territoires d'Outre-Mer insulaires, comme le montrent les travaux et bilans récents réalisés sur l'île de La Réunion (McDonald *et al.*, 1991 ; Strassberg, 1995 ; Lavergne *et al.*, 1999), sur Tahiti (Meyer & Florence, 1996 ; Meyer, 1999) ou encore la Nouvelle Calédonie (Gargominy *et al.*, 1996).

TRAITS BIOLOGIQUES DES ESPÈCES INVASIVES

De nombreux programmes de recherche ont été lancés au niveau international sur les attributs des espèces invasives, dans l'objectif d'essayer de prédire le caractère invasif d'une espèce. Ces travaux ont mis en évidence la diversité des traits biologiques des espèces invasives et la difficulté, si ce n'est l'impossibilité d'établir un profil-type d'une espèce invasive (Crawley, 1987 ; Roy, 1990 ; Lodge, 1993). Certains caractères, comme une stratégie de compétiteur, sont tout de même assez constants (Pysek *et al.*, 1995).

Ainsi Pysek & Prach (1993) ont comparé les traits biologiques de 4 espèces invasives des zones alluviales tempérées européennes, *Impatiens glandulifera*, *Heracleum mantegazzianum*, *Fallopia japonica* et *F. sachalinensis*. Ils ont mis en évidence la diversité de leurs types biologiques (thérophyte, hémicryptophyte monocarpique et géophyte à rhizome), de leurs modes de régénération (exclusi-

vement par graines pour l'*Impatiens*, uniquement par des organes végétatifs pour les deux *Fallopia* qui sont stériles en Europe centrale, et mixte pour *Heracleum*) et de leurs modes de dissémination (par l'eau ou l'homme principalement). Ces quatre espèces ont en commun leur caractère rudéral (elles sont favorisées par les perturbations) et leur stratégie de compétiteurs, ce qui leur permet d'être invasives (Tab. IV). Ces auteurs ont également étudié la dynamique d'invasion de ces 4 espèces en République Tchèque et mis en évidence une phase de latence (« lag phase ») depuis leur introduction au cours du XIX^e siècle jusque dans les années 1940, au cours de laquelle les populations de l'espèce introduite restent très restreintes, suivie d'une phase de croissance exponentielle du nombre de localités (phase invasive) au cours des 50 dernières années. L'habitat de ces espèces a également varié entre la phase de latence et celle d'invasion pour plusieurs d'entre elles. Ainsi l'habitat de *Heracleum mantegazzianum* s'est-il largement diversifié, avec une introduction dans les milieux semi-naturels (prairies, lisières forestières) et les bordures des voies de communications (routes, voies ferrées) qui favorisent sa dissémination.

TABLEAU IV

*Caractères biologiques des 4 espèces invasives étudiées en Europe tempérée
(selon Pysek & Prach, 1993).*

Caractère	<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Heracleum mantegazzianum</i>	<i>Fallopia japonica</i>	<i>Fallopia sachalinensis</i>
Zone d'origine	Himalaya	Caucase	Asie de l'Est	Asie de l'Est
Type biologique	thérophyte	hémicryptophyte monocarpique (→ 4 années)	géophyte	géophyte
Principal mode de régénération	seulement par graines	graines, racines tubéreuses	rhizomes (en Europe)	rhizomes (en Europe)
Mode de dispersion (par ordre décroissant d'importance)	Eau, Homme	Homme, Vent, Eau, Animaux	Homme, Eau (végétative)	Homme, Eau (végétative)
Stratégie adaptative	CR	CR	CR	CR
Hauteur maximale	2,5 m	4-5 m	> 3 m	4 m

De nombreux travaux ont été consacrés, outre Atlantique, à *Lythrum salicaria*, espèce européenne introduite volontairement comme plante horticole, médicinale et mellifère en Amérique du Nord par des colons dès la fin du XVIII^e siècle. Elle est d'abord restée cantonnée sur la côte est, mais est apparue depuis une cinquantaine d'années sur la côte ouest et connaît depuis lors une

dynamique invasive très forte dans toute la zone tempérée océanique d'Amérique du Nord (Stuckey, 1980 ; Edwards *et al.*, 1995). Elle représente vraisemblablement l'espèce végétale actuellement la plus invasive dans les zones humides d'Amérique du Nord. Des travaux récents (Blossey & Nötzold, 1995 ; Edwards *et al.*, 1998) ont comparé les traits biologiques, en cultures comparatives, de plantes provenant de l'aire d'indigénat européenne et de l'aire d'introduction nord-américaine. Ils ont mis en évidence des différences sensibles sur les plans morphologique et biologique (Tab. V). Par ailleurs, dans son aire d'indigénat, la plante est consommée par de nombreux insectes phytophages plus ou moins spécifiques, alors qu'il n'y a pas de consommateurs dans la zone d'introduction où l'espèce est très compétitive. Ce caractère plus compétitif de *Lythrum salicaria* en Amérique du Nord par rapport à l'Europe a conduit Blossey & Nötzold (1995) à émettre l'hypothèse de l'accroissement de la compétitivité des espèces non indigènes (E.I.C.A. = Evolution of Increased Competition Ability). Ce caractère invasif d'une espèce non indigène serait alors le résultat de changements dans l'allocation de ressources vers la production de biomasse. En l'absence d'herbivores, la sélection va favoriser des génotypes à compétitivité plus élevée et la diminution d'allocation de ressources pour la lutte contre les herbivores. La compétitivité plus élevée des espèces invasives serait donc directement liée à l'absence de consommateurs ou de pathogènes.

Un autre domaine de recherche très actuel concerne l'impact des changements climatiques à venir sur les performances des espèces invasives (Beerling *et*

TABLEAU V

Traits biologiques de Lythrum salicaria en Europe et en Amérique du Nord, d'après Blossey B. & Nötzold R. (1995) et Edwards K.R. et al. (1998).

Territoire	Europe	Amérique du Nord
Habitat	Mégaphorbiées et prairies humides, cariçaies, roselières	Zones humides, pauvres ou riches en nutriments
Type de peuplement	Plurispécifique, à biodiversité élevée	Monospécifique, à faible biodiversité
Taille moyenne (extrême)	1,2 m (2 m)	2,5 m (3 m)
Tiges	Une ou quelques tiges, avec dominance apicale	Nombreuses tiges, sans dominance apicale
Stratégie	Rudéral, pionnier, à faible compétitivité	Très compétitif
Floraison	Juin à septembre	Début 2 à 3 semaines plus tard que l'écotype européen
Consommateurs	Nombreux insectes phytophages ± spécifiques	Absence d'insectes phytophages

al., 1995 ; Dukes & Mooney, 1999) et les relations entre biodiversité et invasibilité des communautés végétales, sujet de la thèse récente de Prieur-Richard (2000).

CONSÉQUENCES DES INVASIONS SUR LA BIODIVERSITÉ ET L'ENVIRONNEMENT

L'évaluation des conséquences des invasions sur l'environnement reste encore un sujet controversé. Certains auteurs considèrent les espèces invasives comme de véritables « fléaux écologiques » et mettent en avant les multiples nuisances consécutives à leurs proliférations, comme, pour les habitats aquatiques, la fermeture des milieux limitant la pratique des loisirs nautiques ou de la pêche, l'entrave à la circulation des eaux, etc (Collectif, 1987). Il est indéniable que les invasions d'espèces aquatiques ou sub-aquatiques provoquent une modification physique des milieux par comblement organique, sédimentation, atténuation de la lumière en profondeur, déterminant une dégradation de la qualité de l'eau (Dutartre *et al.*, 1997). Les proliférations de certaines espèces provoquent en outre des atteintes très graves à la santé humaine. Il en est ainsi de *Heracleum mantegazzianum* dont le contact provoque de fortes dermatoses (Tiley *et al.*, 1996) et surtout de *Ambrosia artemisiifolia*, dont le pollen est très allergisant (Déchamp, 1995).

Par ailleurs, les espèces invasives entraînent généralement par leurs proliférations une diminution de la biodiversité végétale par suite de leur caractère très compétitif, leur permettant d'éliminer les espèces moins compétitives (Hobbs & Humphries, 1995). Pour l'invasion de *Caulerpa taxifolia* en mer Méditerranée, Boudouresque & Meinez (1998) estiment que « la menace sur l'écodiversité est considérable et qu'on assiste effectivement dans les régions colonisées à une uniformisation générale des peuplements et des paysages ». Dans certains cas, les espèces menacées peuvent être des taxons rares, protégés et à valeur patrimoniale. Ainsi l'invasion d'*Elodea nuttallii* dans les eaux faiblement minéralisées des ruisseaux des Vosges du Nord a conduit à la disparition d'une des rares stations de *Myriophyllum alterniflorum*, espèce protégée régionalement en Alsace et en Lorraine (Thiébaud *et al.*, 1997). La même espèce a également été éliminée dans les zones à forte colonisation par *Lagarosiphon major* dans un lac landais (Dutartre *et al.*, 1997). Dans un plan d'eau du Morbihan, la prolifération d'*Egeria densa* menace une station de *Luronium natans*, espèce de l'annexe I de la Directive Habitat (Dutartre *et al.*, 1999). Cette même espèce et d'autres de la Directive Habitat (comme *Caldesia parnassifolia* ou *Thorella verticillatinundata*) sont fortement mises en danger par les proliférations de jussie dans les plans d'eau et canaux de toute la façade ouest de la France. En Picardie, l'invasion d'*Aster lanceolatus* dans des prairies oligotrophes de la vallée de l'Oise menace des stations de *Gentiana pneumonanthe* et *Coeloglossum viride* (Hendoux, 1999). En Corse, certaines espèces endémiques comme *Anchusa crispa* ou *Silene velutina* risquent de pâtir de l'extension de *Carpobrotus edulis* (Jeanmonod, 1998), alors que dans les espaces naturels de la Région Languedoc-Roussillon, c'est *Senecio inaequidens* qui constitue une menace pour des stations de plusieurs espèces endémiques protégées, comme *Cistus poulolzii* dans les Cévennes (Maccagno, 1999) ou *Centaurea corymbosa* dans le massif de la Clape (Cadars, 1999). Les Réserves Naturelles ne sont pas à l'abri des invasions, puisqu'une enquête récente, ayant porté sur 59 Réserves, a mis en évidence une trentaine d'espèces végétales

introduites à l'origine de nuisances diverses, les espèces les plus préoccupantes étant encore *Senecio inaequidens* et surtout les *Ludwigia* (Dutartre *et al.*, 2000).

Sur le plan faunistique, la modification des habitats et communautés végétales a également de nombreuses conséquences. Ainsi l'invasion de la jussie dans la Réserve Naturelle du marais d'Orx a considérablement réduit les zones d'alimentation de la Spatule blanche (*Platalea leucorodia*) dans cette réserve (B. Delprat, Réserve Naturelle du marais d'Orx, communication personnelle). Pour les zones envahies par *Caulerpa taxifolia*, si le nombre total d'espèces de poissons observés dans les peuplements de l'espèce invasive ne semble pas différent de celui des communautés indigènes, la densité des individus et surtout la biomasse sont significativement plus faibles (Francour *et al.*, 1995 ; Harmelin-Vivien *et al.*, 1996).

Toutefois d'autres auteurs mettent en avant le fait que l'invasion de certaines espèces est déterminée ou accentuée par le dysfonctionnement de l'écosystème. Ainsi la prolifération des *Fallopia* dans les plaines alluviales du nord-est de la France est-elle favorisée par les artificialisations des berges, souvent par enrochement, ainsi que par tous les travaux de terrassement qui assurent la dissémination des rhizomes de l'espèce (Schnitzler & Muller, 1998). Ces observations rejoignent les conclusions de Planty-Tabacchi (1997) qui estime que « l'explosion démographique soudaine d'une espèce peut mettre en évidence un dysfonctionnement du système, d'origine naturelle ou artificielle ».

LE CONTRÔLE DES ESPÈCES INVASIVES EN FRANCE

Différentes méthodes de contrôle des espèces invasives ont été ou pourraient être développées dans notre pays.

LE CONTRÔLE MANUEL ET MÉCANIQUE

Cette méthode consiste à récolter les végétaux envahissants par des moyens manuels ou mécaniques (arrachage, fauchage, débroussaillage ou moissonnage). Cette technique est largement utilisée, que ce soit pour les espèces terrestres (renouées, Berce du Caucase, Sénéçon du Cap) ou aquatiques (jussie, Myriophylle du Brésil, élodées, ...). Oyarzabal (1998) présente différentes opérations de ce type menées dans des étangs landais et donne une évaluation de leurs résultats et de leurs coûts astronomiques. L'efficacité ne peut être totale (élimination de l'espèce) que pour des opérations précoces menées sur de faibles populations. Lorsque les invasions sont plus importantes, l'objectif se restreint à la limitation temporaire des nuisances induites par les proliférations de l'espèce invasive.

LE CONTRÔLE CHIMIQUE

Des expérimentations ou opérations de lutte au moyen d'herbicides ont également été tentées dans notre pays, tant pour des espèces terrestres comme les renouées (Marigo & Pautou, 1998), l'Ambroisie (Bertrand & Maupas, 1996) ou le Sénéçon du Cap (Lopez & Maillet, 1998) que pour des végétaux aquatiques (Dutartre & Oyarzabal, 1993 ; Oyarzabal, 1998). Dans la plupart des cas, leurs

résultats restent, comme pour le contrôle mécanique, partiels et temporaires, les végétaux se redéveloppant de plus belle au bout de quelques années, voire de quelques mois, ce qui nécessite de renouveler des traitements herbicides dont les impacts sur la biodiversité et l'environnement ne sont pas anodins... Dans certains cas, les traitements chimiques, combinés à d'autres techniques, peuvent toutefois permettre d'éliminer des espèces invasives de certains territoires, comme par exemple pour *Heracleum mantegazzianum* en Ecosse (Caffrey, 1998).

LE CONTRÔLE BIOLOGIQUE

Outre Atlantique, cette méthode de contrôle biologique, qui consiste à introduire des consommateurs (insectes, gastéropodes, ...) ou parasites (champignons, bactéries) spécifiques de l'espèce invasive, a depuis longtemps fait ses preuves, ayant permis de juguler les invasions d'*Hypericum perforatum* (Huffaker & Kennett, 1959), de *Carduus nutans* (Kok & Surles, 1975), de *Senecio jacobaea* (MacEvoy *et al.*, 1991), etc. Elle est également utilisée avec succès depuis quelques années pour lutter contre *Lythrum salicaria* (Malecki *et al.*, 1993 ; Hight *et al.*, 1995). Même si des échecs ont été subis pour un certain nombre d'espèces invasives en Amérique du Nord, comme *Baccharis hamilifolia*, *Xanthium strumarium*, *Cirsium arvense*, etc. (Crawley, 1989) et que certains scientifiques restent prudents, voire critiques (Malakoff, 1999), cette méthode y apparaît de loin comme la plus efficace (Tauber & Baker, 1989). Les différentes phases de la mise au point d'un contrôle biologique ont été codifiées par Harris (1973) et Goeden (1983) et sont résumées par Cronk & Fuller (1996).

LE CONTRÔLE ÉCOLOGIQUE

Il apparaît clairement que certaines perturbations et artificialisations des écosystèmes favorisent un grand nombre d'espèces invasives (Crawley, 1987 ; Di Castri, 1990 ; Lepart & Debusche, 1991). L'arrêt de ces perturbations ou la renaturation des milieux peuvent ainsi constituer des méthodes efficaces pour contenir ou limiter les espèces invasives. Ainsi, l'écobuage, qui favorise l'expansion de *Senecio inaequidens*, a-t-il été interdit sur le territoire de la commune de Nohèdes dans les Pyrénées Orientales pour limiter l'expansion de cette espèce sur les pâturages de cette commune (Cottrel *et al.*, 1998). La restauration de ripisylves et la renaturation des milieux alluviaux limiteraient sans aucun doute l'invasion des *Fallopia* dans les plaines alluviales (Schnitzler & Muller, 1998). De même la limitation des terrains vagues péri-urbains à sol remué et des monocultures de tournesol dans la région lyonnaise permettrait de contenir les proliférations d'*Ambrosia artemisiifolia* (Déchamp, 1995 ; Bertrand & Maupas, 1996). L'amélioration de la qualité trophique de l'eau restreindrait vraisemblablement aussi le développement d'espèces invasives eutrophes, comme *Elodea nuttallii* dans les cours d'eau du nord-est de la France (Thiébaud *et al.*, 1997). Un tel contrôle écologique des espèces invasives s'inscrit ainsi dans une approche plus globale d'aménagement du territoire et de développement durable.

CONCLUSION : QUE FAIRE FACE AUX PLANTES INVASIVES ?

UNE MEILLEURE CONNAISSANCE DES ESPÈCES INVASIVES

Nos connaissances sur la distribution, la dynamique des populations et l'écologie des espèces invasives restent encore très fragmentaires en France

métropolitaine, ainsi que dans nos Départements et Territoires d'Outre-Mer, où les problèmes sont encore bien plus aigus. Les premières listes d'espèces invasives établies, d'abord pour la région méditerranéenne (Aboucaya, 1998), puis pour l'ensemble du territoire national (Aboucaya, 1999), pourraient ainsi constituer la base de travaux plus détaillés. Ceux-ci devraient conduire à la mise en place de suivis de la distribution et de la fréquence de ces espèces sur des zones-test, non seulement pour les espèces invasives reconnues mais également et surtout pour les espèces invasives potentielles, encore en phase de latence. Les Conservatoires Botaniques Nationaux, établissements agréés par le Ministère de l'Environnement, pourraient être missionnés pour coordonner une telle surveillance des espèces invasives, avec la collaboration des réseaux d'espaces protégés, des muséums d'histoire naturelle et des associations botaniques nationales et régionales.

Des programmes de recherche sur la dynamique des populations des différentes espèces, leur écologie, les facteurs favorisant leur expansion, ainsi que les conséquences de ces invasions sur les écosystèmes et la biodiversité mériteraient également d'être mis en œuvre, afin d'établir les bases scientifiques d'une stratégie de contrôle des populations de chaque espèce.

UNE RÉGLEMENTATION DE LA COMMERCIALISATION ET DES ACTIVITÉS FAVORISANT LA DISSÉMINATION DES ESPÈCES INVASIVES

Des propositions de dispositions réglementaires, basées sur le concept de « biosécurité » développé en Nouvelle-Zélande, ont été élaborées par Klemm (1996). En particulier, l'établissement de listes de références (« liste noire » d'espèces invasives avérées et « liste grise » d'espèces potentielles) pourrait permettre, à l'image de l'arrêté ministériel d'interdiction de la commercialisation et du transport de *Caulerpa taxifolia* (arrêté du 4 mars 1993) de réglementer la commercialisation et l'ensemble des activités favorisant la dissémination des espèces invasives. Un arrêté ministériel fixant une liste d'espèces pour lesquelles les Préfets pourraient prendre les mesures appropriées à chaque contexte régional nous paraîtrait la solution la meilleure. De telles réglementations existent déjà pour certaines espèces, en particulier concernant la lutte contre l'ambrosie en Région Rhône-Alpes (Déchamp, 1997).

UNE INFORMATION CLAIRE ET UNE SENSIBILISATION DU PUBLIC AUX DANGERS DES ESPÈCES INVASIVES

La commercialisation de nombreuses espèces invasives s'effectue actuellement, non seulement sans aucune réglementation spécifique, mais également sans aucune information du public (des acheteurs) relative aux menaces d'invasion par ces espèces. C'est ainsi que des espèces aussi problématiques que les jussies ou la Myriophylle du Brésil sont encore commercialisées et disséminées sans aucune précaution ! Pire, la « Gazette lorraine, revue du patrimoine lorrain » n'a pas hésité à joindre à son numéro d'octobre 1998, consacré à l'École artistique de Nancy, des graines de Berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*) en incitant ses lecteurs à les cultiver dans leurs jardins, ceci sans aucune mise en garde sur les dangers pour la santé (espèce très urticante) et les risques d'invasion de l'espèce, alors qu'il existe une littérature très explicite sur ce sujet, en Europe Centrale (Pysek, 1991, 1995), dans les îles Britanniques (Tiley *et al.*, 1996 ; Caffrey, 1998), en

Scandinavie (Lundstrom & Darby, 1994), etc. Dans le territoire allemand voisin de Rhénanie-Palatinat, une brochure recommande au contraire d'éliminer ou au moins de ne pas propager cette espèce considérée comme nuisible et dangereuse !

Des affiches, dépliants ou plaquettes de sensibilisation du public sur les dangers ou nuisances consécutifs à l'extension d'espèces invasives commencent toutefois à être réalisés, ainsi pour la Jussie dans les zones humides littorales méditerranéennes, pour la même espèce dans le Marais Poitevin et le département des Landes, pour la Myriophylle du Brésil à la Réserve Naturelle du lac de Grand Lieu, la Renouée du Japon dans les Vosges, le Sénéçon du Cap à la Réserve Naturelle de Nohèdes, l'Ambroisie dans la région lyonnaise ou encore la Caulerpe au Parc National de Port-Cros. D'autres initiatives récentes témoignent d'un intérêt grandissant dans notre pays pour le sujet. Il en est ainsi de la publication d'un numéro spécial sur les plantes invasives (n° 48, hiver 1999) par *La Garance Voyageuse*, revue de vulgarisation botanique, ou encore de l'ouverture en juin 1999 d'un site Internet sur les plantes invasives (<http://www.esj-lille.fr/atelier/js/js99>) par les étudiants de l'École supérieure de journalisme de Lille. Ces actions restent toutefois encore bien modestes par rapport aux opérations d'information et de sensibilisation du public de bien plus grande ampleur menées dans d'autres pays, comme les États-Unis ou la Nouvelle-Zélande, mais elles vont dans la bonne direction.

DES INTERVENTIONS DE CONTRÔLE RÉFLÉCHIES ET PLANIFIÉES, MAIS TOUJOURS LES PLUS PRÉCOCES POSSIBLES

L'amélioration de nos connaissances sur la dynamique des populations, l'écologie des espèces et les paramètres favorisant leur expansion devrait permettre d'établir des stratégies de lutte intégrée, adaptées à chaque situation (Hobbs & Humphries, 1995). Ces interventions devraient être réalisées dès que la situation devient préoccupante, sans attendre que la colonisation soit étendue, et faire l'objet d'évaluations, voire dans certains cas d'expérimentations de diverses méthodes d'intervention. Les actions récemment engagées pour lutter contre *Carpobrotus edulis* sur les dunes du littoral corse, *Ludwigia grandiflora* dans les Hortillonnages d'Amiens ou encore *Baccharis halimifolia*, *Cortaderia selloana* et les deux *Ludwigia* dans les zones humides du Languedoc-Roussillon, constituent des initiatives intéressantes. C'est toutefois dans les étangs et canaux du Sud-Ouest que les interventions les plus importantes (et les plus coûteuses) d'élimination d'espèces invasives sont menées depuis une dizaine d'années (Oyarzabal, 1998 ; Dutartre & Touzot, 1999). Lorsque les invasions sont importantes, la mise en œuvre de méthodes de contrôle biologique et/ou écologique devrait être privilégiée, car elles seules sont alors efficaces à long terme (Tauber & Baker, 1989).

MISE EN PLACE D'UNE STRUCTURE NATIONALE DE COORDINATION DES ACTIONS SUR LES ESPÈCES INVASIVES

Enfin, l'acuité et les enjeux écologiques et économiques des invasions biologiques (aussi bien animales que végétales) justifieraient à nos yeux la mise en place par les pouvoirs publics d'un organisme ou au moins d'une cellule au niveau national, avec des relais régionaux, ayant pour objectifs d'inciter, d'aider financièrement, de coordonner et de conseiller les actions qui devront obligatoirement être mises en œuvre pour limiter les effets des invasions biologiques, et ceci dans les délais les plus brefs possibles.

RÉFÉRENCES

- ABOUCAYA, A. (1998). — Plantes exotiques invasives sur le territoire national, et appel à coopérer. *Biocosme mésogéen*, 15 : 169-174.
- ABOUCAYA, A. (1999). — Premier bilan d'une enquête nationale destinée à identifier les xénophytes invasifs sur le territoire français (Corse comprise). Actes du colloque « Les plantes menacées de France », Brest, 15-17 oct. 1997. *Bull. Soc. Bot. Centre Ouest*, N.S., n° spécial, 19 : 463-482.
- ACADÉMIE DES SCIENCES [Éd.] (1997). — *Dynamique d'espèces invasives : application à l'expansion de Caulerpa taxifolia en Méditerranée*. Tec. & Doc. Lavoisier, Paris.
- BARBIER, A. & CONTRE, E. (1973). — Une plante en extension : *Ludwigia peploides* (Kunth) P.H. Raven ; sa présence dans la Vienne. *Bull. Soc. Bot. Centre Ouest*, N.S. 4 : 30-34.
- BEERLING, D.J., HUNTLEY, B. & BAILEY, J.P. (1995). — Climate and the distribution of *Fallopia japonica* : use of an introduced species to test the predictive capacity of response surfaces. *Journal of Vegetation Science*, 6 : 269-282.
- BERTRAND, P. & MAUPAS, E. (1996). — L'Ambroisie à feuilles d'Armoise, envahissante et allergisante ! *Phytoma. La défense des végétaux*, 484 : 25-26.
- BILLY, F. (1991). — Complément auvergnat. *Le Monde des Plantes*, 440 : 9-10.
- BLOSSEY, B. & NÖTZOLD, R. (1995). — Evolution of increased competitive ability in invasive non indigenous plants : a hypothesis. *Journal of Ecology*, 83 : 887-889.
- BOUDOURESQUE, C.E. & MEINESZ, A. (1998). — Etude de cas d'une invasion biologique marine en Méditerranée : l'algue verte *Caulerpa taxifolia*. *Biocosme mésogéen*, 15 : 141-165.
- CADARS, D. (1999). — *Évaluation des risques de la présence de Senecio inaequidens sur des sites à intérêt patrimonial*. Mémoire E.N.S.A. Montpellier et Agence Méditerranéenne de l'Environnement, 39 p. + annexes.
- CAFFREY, J.M. (1998). — Growth characteristics and proposed control strategy for giant hogweed. *Proceedings of the 10th EWRS Symposium on Aquatic Weeds*, 1998, Lisbon : 241-244.
- COLLECTIF (1987). — Entretien et désherbage, tome IV. In : A.C.T.A. *Le milieu aquatique*, 4 vol.
- CORILLON, R. (1991). — Variations récentes de la composition de la flore ligérienne (Anjou et proche Touraine). *Le Monde des Plantes*, 440 : 6-9.
- COTTREL, V., MAILLET, J. & MANGEOT, A. (1998). — Mécanismes de l'invasion par *Senecio inaequidens* sur le territoire de Nohèdes (Pyrénées Orientales). *Actes du 6^e Symposium méditerranéen EWRS*, 1998, Montpellier, pp. 41-42.
- CRAWLEY, M.J. (1987). — What makes a community invisable ? Pp. 429-453, in : A.J. Gray, M.J. Crawley & P.J. Edwards (Eds). *Colonization, Succession and Stability*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- CRAWLEY, M.J. (1989). — The successes and failures of weed biocontrol using insects. *Biocontrol news and information*, 10 (3) : 213-223.
- CRONK, Q.C.B. & FULLER, J.L. (1996). — *Plant invaders*. Chapman & Hall.
- DÉCHAMP, C. (1995). — *L'Ambroisie un nouveau fléau*. Verso, Ahun.
- DÉCHAMP, C. (1997). — Les récents arrêts concernant l'éradication de l'ambroisie (1995), de M. le Préfet de Région, de MM. les Préfets du Rhône, de l'Isère, de MM. les Maires de Lyon, Saint-Priest et d'autres communes. *Rev. fr. Allergol.*, 37 : 80-82.
- DEMAREST, L. (1996). — Fen nieuwe groeiplaats van *Ludwigia grandiflora* (Michaux) Greuter et Burdet : een bedreiging voor de Blankaart ? *Dumortiera*, 63 : 7.
- DI CASTRI, F. (1990). — On invading species and invaded ecosystems : the interplay of historical chance and biological necessity. Pp. 3-16, in : F. Di Castri, A.J. Hansen & M. Debussche (Eds). *Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- DI CASTRI, F., HANSEN, A.J. & DEBUSSCHE, M. [Eds] (1990). — *Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- DUKES, J.S. & MOONEY, H.A. (1999). — Does global change increase the success of biological invaders ? *Trends in Ecology and Evolution*, 14 : 135-139.
- DUTARTRE, A. & CAPDEVIELLE, P. (1982). — Répartition actuelle de quelques végétaux vasculaires aquatiques introduits dans le Sud-Ouest de la France. Pp. 390-393, in : J.J. Symoens, S.S. Hooper & P. Compere (Eds). *Studies on aquatic vascular plants*. Soc. roy. Bot. Belgique, Bruxelles.
- DUTARTRE, A. & OYARZABAL, J. (1993). — Gestion des plantes aquatiques dans les lacs et étangs landais. *Hydroécol. Applic.*, 5 : 43-60.
- DUTARTRE, A., HAURY, J. & PLANTY-TABACCHI, A.M. (1997). — Introductions de macrophytes aquatiques et riverains dans les hydrosystèmes français métropolitains : essai de bilan. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 344/345 : 407-426.

- DUTARTRE, A., HAURY, J. & JIGOREL, A. (1998). — Integrated management of *Egeria densa* in a drinking water dam in Morbihan (France). *Proceedings of the 10th EWRS Symposium on Aquatic Weeds*, 1998, Lisbon. *Hydrologia*, 415 : 243-247.
- DUTARTRE, A. & TOUZOT, O. (1999). — *Modalités de gestion des plantes aquatiques envahissantes dans le département de la Vendée. Expertise et propositions*. CEMAGREF, Groupement de Bordeaux. Conseil Général de Vendée. Etude n° 46, 107 p.
- DUTARTRE, A., TOUZOT, O. & PONT, B. (2000). — Plantes introduites dans les Réserves Naturelles : bilan et éléments de gestion. *Conser'actions, revue inter réseaux pour la gestion des espaces naturels*, 1 (sous presse).
- DUVIGNEAUD, J., SAINTENOY-SIMON, J. & DELMARCHE, C. (1996). — Un complément à apporter à la nouvelle flore de la Belgique et des régions voisines : le traitement du genre *Ludwigia*. *Adoxa*, 10 : 9-10.
- EDWARDS, K.R., ADAMS, M.S. & KVET, J. (1995). — Invasion history and ecology of *Lythrum salicaria* in North America. Pp. 161-180, in : P. Pysek, K. Prach, M. Rejmanek & M. Wade (Eds). *Plant invasions, General aspects and special problems*. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- EDWARDS, K.R., ADAMS, M.S. & KVET, J. (1998). — Differences between European native and American invasive populations of *Lythrum salicaria*. *Applied Vegetation Science*, 9 : 267-280.
- ERNST, W.H.O. (1998). — Invasion, dispersal and ecology of the South African neophyte *Senecio inaequidens* in The Netherlands : from wool alien to railway and road alien. *Acta Bot. Neerl.*, 47 : 131-151.
- FRANCOUR, P., HARMELIN-VIVIEN, M., HARMELIN, J.G. & DUCLERC, J. (1995). — Impact of *Caulerpa taxifolia* colonization on the littoral ichthyofauna of North-West Mediterranean : preliminary results. *Hydrobiologia*, 300-301 : 345-353.
- GALTIER, J. (1997). — Les plantes envahissantes du Marais Poitevin : les Jussies. *Bull. Mens. Soc. Linn. Lyon*, 66 : 165-166.
- GARGOMINY, O., BOUCHET, P., PASCAL, M., JAFFRÉ, T. & TOURNEUR, J.-C. (1996). — Conséquences des introductions d'espèces animales et végétales sur la biodiversité en Nouvelle-Calédonie. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 51 : 375-402.
- GODEFROID, S. (1996). — A propos de l'extension spectaculaire de *Fallopia japonica*, *Fallopia sachalinensis*, *Buddleja davidii* et *Senecio inaequidens* en région bruxelloise. *Dumortiera*, 63 : 9-16.
- GOEDEN, R.D. (1983). — Critique and revision of Harris' scoring system for selection of insect agents in biological control of weeds. *Protection Ecology*, 5 : 287-301.
- GRILLAS, P., TAN HAM, L., DUTARTRE, A. & MESLEARD, F. (1992). — Distribution de *Ludwigia* en France. Étude des causes de l'expansion récente en Camargue. *15^e Conf. Intern. Columa - Ann. A.N.P.P.*, Versailles, 2-4 déc. 1992, tome III, pp. 1083-1090.
- GROVES, R.H. & BURDON, J.J. [Eds] (1986). — *Ecology of Biological invasions : an Australian perspective*. Cambridge University Press, Cambridge.
- GUILLERM, J.L., LE FLOCH, E., MAILLET, J. & BOULET, C. (1990). — The invading weeds within the Western Mediterranean Basin. Pp. 61-64, in : F. Di Castri, A.J. Hansen & M. Debussche (Eds). *Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- HARMELIN-VIVIEN, M., HARMELIN, J.G. & FRANCOUR, P. (1996). — A 3-year study of the littoral fish fauna of sites colonized by *Caulerpa taxifolia* in the N.W. Mediterranean (Menton, France). Pp. 391-397, in : M.A. Ribera, E. Ballesteros, C.F. Boudouresque, A. Gomez & V. Gravez (Eds). *Second international workshop on Caulerpa taxifolia*. Univ. Barcelona.
- HARRIS, P. (1973). — The selection of effective agents for the biological control of weeds. *Can. Entomol.*, 105 : 1495-1503.
- HENDOUX, F. (1999). — *Les espèces naturalisées ou en voie de naturalisation à caractère de « peste végétale » en Picardie*. Conseil Régional de Picardie, Centre Régional de Phytosociologie et Conservatoire Botanique National de Bailleul.
- HIGHT, S.D., BLOSSEY, B., LAING, J. & DECLERCK-FLOATE, R. (1995). — Establishment of insect biological control agents from Europe against *Lythrum salicaria* in North America. *Environ. Entomol.*, 24 : 967-977.
- HOBBS, R.J. & HUMPHRIES, S.E. (1995). — An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology*, 9 : 761-770.
- HUFFAKER, C.B. & KENNETT, C.E. (1959). — A ten-year study of vegetational changes associated with biological control of Klamath Weed. *J. Range Management*, 12 : 69-82.
- JEANMONOD, D. (1998). — Les plantes introduites en Corse : Impact, menaces et propositions de protection de la flore indigène. *Biocosme mésogéen*, 15 (1) : 45-68.

- KLEMM, C. de, (1996). — Les introductions d'organismes non indigènes dans le milieu naturel. *Sauvegarde de la Nature*, 73, Editions du Conseil de l'Europe, 96 p.
- KOK, L.T. & SURLS, W.W. (1975). — Successful biocontrol of musk thistle by an introduced weevil, *Rhinocyllus conicus*. *Environmental Entomology*, 4 : 1025-1027.
- KORNAS, J. (1982). — Man's impact upon the flora : processes and effects. *Memorabilia Zool.*, 37 : 11-30.
- KORNAS, J. (1990). — Plant invasions in Central Europe : historical and ecological aspects. Pp. 19-36, in : F. Di Castri, A.J. Hansen & M. Debussche (Eds). *Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- LAVERGNE, C., RAMEAU, J.C. & FIGIER, J. (1999). — The invasive woody weed (*Ligustrum robustum* ssp. *walkerii*) threatens native forests on La Réunion. *Biological Invasions*, 1 : 377-392.
- LEBEAU, J., DUVIGNEAUD, J., DELVOSALLE, L. & DEPASSE, S. (1978). — *Senecio inaequidens* DC., *S. vernalis* Waldst. et Kit. et *S. squalidus* L., trois sénécions adventices en voie d'extension progressive et de naturalisation en Belgique. *Natura Mosana*, 31 : 28-36.
- LEMOINE, G. & TRUANT, F. (1999). — Haro sur le Sénéçon du Cap. *Le Jouet du Vent, Lettre d'information du CRP/CBNBL*, 6 : 2.
- LEPART, J. & DEBUSSCHE, M. (1991). — Invasion processes as related to succession and disturbance. Pp. 159-177, in : R.H. Groves & F. Di Castri (Eds). *Biogeography of Mediterranean Invasions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- LODGE, D.M. (1993). — Biological invasions : Lessons for ecology. *Trends Ecology and Evolution*, 8 : 133-137.
- LOPEZ, C. & MAILLET, J. (1998). — Impact de perturbation sur l'installation d'une espèce envahissante, *Senecio inaequidens*. *Actes du 6^e Symposium méditerranéen EWRS*, 1998, Montpellier, pp. 47-48.
- LUNDSTROM, H. & DARBY, E. (1994). — The *Heracleum mantegazzianum* (Giant Hogweed) problem in Sweden : suggestions for its management and control. Pp. 93-100, in : L.C. De Waal *et al.* (Eds). *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*. John Wiley & Sons.
- MACCAGNO, Y. (1999). — Sénéçon du Cap. Forum de discussion pour la préparation du colloque des 6 et 7 mai 1999 « *Le devenir des populations animales et végétales introduites ou réintroduites : déclin ou prolifération* » ? Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement.
- MACDONALD, I.A.W., KRUGER, F.J. & FERRAR, A.A. [Eds] (1986). — *The ecology and management of biological invasions in Southern Africa*. Oxford University Press, Cape Town.
- MACDONALD, I.A.W., THEBAUD, C., STRAHM, W.A. & STRASBERG, D. (1991). — Effects of alien plant invasions on native vegetation remnants on La Réunion (Mascarene Islands, Indian Ocean). *Environmental Conservation*, 18 : 51-61.
- MACÉVOY, P., COX, C. & COOMBS, E. (1991). — Successful biological control of ragwort, *Senecio jacobaea*, by introduced insects in Oregon. *Ecological Applications*, 1 : 430-442.
- MACNELLY, J. & STRAHM, W. (1997). — L'U.I.C.N. et les espèces étrangères envahissantes : un cadre d'action. Pp. 3-10, in : U.I.C.N. (Ed.). *Conservation de la vitalité et de la diversité*. Compte-rendu de l'atelier sur les espèces étrangères envahissantes au Congrès mondial sur la conservation, Ottawa.
- MALAKOFF, D. (1999). — Fighting fire with fire. *Science*, 285 : 1841-1842.
- MALECKI, R.A., BLOSSEY, B., HIGHT, S.D., SCHROEDER, D., KOK, L.T. & COULSON, J.R. (1993). — Biological control of Purple Loostrike. *Bioscience*, 43 : 680-686.
- MARIGO, G. & PAUTOU, G. (1998). — Phenology, growth and ecophysiological characteristics of *Fallopia sachalinensis*. *Journal of Vegetation science*, 9 : 379-386.
- MEYER, J.-Y. (1999). — Gestion de l'invasion par *Miconia calvenscens* DC (*Melastomataceae*) en Polynésie Française. Actes du colloque « Les Plantes menacées de France », Brest, 15-17 oct. 1997. *Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest*, N.S., numéro spécial, 19 : 329-340.
- MEYER, J.-Y. & FLORENCE, J. (1996). — Tahiti's native flora endangered by the invasion of *Miconia calvenscens* DC. (*Melastomataceae*). *J. Biogeography*, 23 : 775-781.
- MOONEY, H.A. & DRAKE, J.A. [Eds] (1986). — *Ecology of Biological Invasion of North America and Hawaii*. Springer Verlag, New York.
- NATALI, A. & JEANMONOD, D. (1996). — Flore analytique des plantes introduites en Corse, in : D. Jeanmonod & H.M. Burdet (Éds). *Compléments au Prodrome de la Flore Corse, Annexe n° 4*. Conservatoire et Jardin Botaniques, Genève.
- OYARZABAL, J. (1998). — Gestion des plantes aquatiques proliférantes : les étangs littoraux landais. *Biocosme mésogéen*, 15 : 109-122.
- PLANTY-TABACCHI, A.M. (1993). — *Invasions des corridors riverains fluviaux par des espèces végétales d'origine étrangère*. Thèse de Doctorat de l'Université P. Sabatier - Toulouse III, 177 p. + annexes.

- PLANTY-TABACCHI, A.M. (1997). — Invasion des corridors fluviaux du Sud-Ouest par des espèces végétales exotiques. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 344/345 : 427-439.
- PRIEUR-RICHARD, A.-H. (2000). — *Les communautés végétales plus diverses sont-elles plus résistantes aux invasions ? Une approche expérimentale dans les friches méditerranéennes*. Thèse, Univ. Montpellier II, 173 p.
- PYSEK, P. (1991). — *Heracleum mantegazzianum* in the Czech Republic : dynamics of spreading from the historical perspective. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 26 : 439-454.
- PYSEK, P. & PRACH, K. (1993). — Plant invasions and the role of riparian habitats : a comparison of four species alien to central Europe. *Journal of Biogeography*, 20 : 413-420.
- PYSEK, P., PRACH, K. & SMILAUER, P. (1995). — Relating invasion success to plant traits : an analysis of the Czech alien flora. Pp. 39-60, in : P. Pysek, K. Prach, M. Rejmanek & M. Wade (Eds). *Plant invasions, General aspects and special problems*. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- PYSEK, P. & PYSEK, A. (1995). — Invasion by *Heracleum mantegazzianum* in different habitats in the Czech Republic. *Journal of Vegetation Science*, 6 : 711-718.
- QUEZEL, P., BARBERO, M., BONIN, G. & LOISEL, R. (1990). — Recent plant invasions in the Circum-Mediterranean region. Pp. 51-60, in : F. Di Castri, A.J. Hansen & M. Debussche (Eds). *Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- ROY, J. (1990). — In search of the characteristics of plant invaders. Pp. 335-352, in : F. Di Castri, A.J. Hansen & M. Debussche (Eds). *Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- SCHNITZLER, A. & MÜLLER, S. (1998). — Écologie et biogéographie de plantes hautement invasives en Europe : Les renouées géantes du Japon (*Fallopia japonica* et *F. sachalinensis*). *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 53 : 3-38.
- STRASBERG, D. (1995). — Processus d'invasion par les plantes introduites à La Réunion et dynamique de la végétation sur les coulées volcaniques. *Écologie*, 26 : 169-180.
- STUCKEY, R.L. (1980). — Distributional history of *Lythrum salicaria* (Purple Loosestrife) in North America. *Bartonia*, 47 : 3-20.
- TAUBER, M.J. & BAKER, R. (1989). — Every other alternative but biological control. *Bioscience*, 38 : 660.
- THIÉBAUT, G., ROLLAND, T., ROBACH, F., TRÉMOLIÈRES, M. & MÜLLER, S. (1997). — Quelques conséquences de l'introduction de deux espèces de macrophytes, *Elodea canadensis* Michaux et *Elodea nuttallii* St John, dans les écosystèmes aquatiques continentaux : Exemple de la plaine d'Alsace et des Vosges du Nord (Nord-Est de la France). *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 344/345 : 441-452.
- TILEY, G.E.D., DODD, F.S. & WADE, P.M. (1996). — *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier. Biological Flora of the British Isles. *Journal of Ecology*, 84 : 297-319.
- TOUSSAINT, B. (1998). — Alerte aux *Ludwigia* ! Le Jouet du Vent, *Lettre d'information du CRP/CBNBL*, 3 : 3.
- TUTIN, T.G., HEYWOOD, V.H., BURGESS, N.A., MOORE, D.M., VALENTINE, D.H., WALTERS, S.M. & WEBB, D.A. [Eds] (1964-1980). — *Flora Europaea*, Vols. 1-5, Cambridge University Press, Cambridge.
- VITOUSEK, P.M., D'ANTONIO, C.M. & LOOPE, L.L. (1996). — Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*, 84 : 468-478.
- WEBER, E.F. (1997). — The alien flora of Europe : a taxonomic and biogeographic review. *Journal of Vegetation Science*, 8 : 565-572.
- WERNER, D.J., ROCKENBACH, T. & HÖLSCHER, M.L. (1991). — Herkunft, Ausbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie von *Senecio inaequidens* DC. unter besonderer Berücksichtigung des Köln-Aachener Raumes. *Tuexenia*, 11 : 73-107.
- WILLIAMSON, M. (1996). — *Biological invasions*. Chapman & Hall.